

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

ANA PAULA ARAUJO CORREA

**MODELAGEM DE NICHOS COMO SUBSÍDIO PARA INDICAÇÃO DE ÁREAS
PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES DA FAMÍLIA *Lauraceae*
DO BRASIL**

**CURITIBA
2015**

ANA PAULA ARAUJO CORREA

**MODELAGEM DE NICHOS COMO SUBSÍDIO PARA INDICAÇÃO DE
ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES DA FAMÍLIA
Lauraceae DO BRASIL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
como requisito parcial de conclusão do Curso de
Ciências Biológicas, da Universidade Federal do
Paraná.

Orientador(a): Dra. Márcia Cristina Mendes
Marques.

Co-orientador: Dr. Victor Pereira Zwiener.

**CURITIBA
2015**

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – DIAGRAMA DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ...	12
FIGURA 2 – DISTRIBUIÇÃO DE OCORRÊNCIAS DE ESPÉCIES DE <i>LAURACEAE</i> NATIVAS DO BRASIL	26
FIGURA 3 – RIQUEZA POTENCIAL EM CENÁRIOS FUTUROS DE BAIXAS E ALTAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS	27
FIGURA 4. COMPARAÇÃO DE DESEMPENHO DE CORE-AREA E ADDITIVE BENEFIT FUNCTION PARA DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS ENTRE PERÍODOS (2050 VS. 2070)	28
FIGURA 5 – COMPARAÇÃO DE DESEMPENHO DE CORE-AREA E ADDITIVE BENEFIT FUNCTION PARA DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS ENTRE CENÁRIOS DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS (RCP 2.6 VS. RCP 8.5).....	29
FIGURA 6 – PROPORÇÃO DE ÁREAS COMPLEMENTARES INDICADAS PARA PRIORIZAÇÃO DE CONSERVAÇÃO DA FAMÍLIA <i>LAURACEAE</i>	32

SUMÁRIO

RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	7
1 INTRODUÇÃO.....	8
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
2.1 COMPILAÇÃO E TRATAMENTO DOS PONTOS DE OCORRÊNCIA	15
2.2 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS ACESSÍVEIS ÀS ESPÉCIES (Ms)	16
2.3 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS PREDITORAS	17
2.4 PROCESSAMENTO DE ALGORITMOS DE MODELAGEM DE NICHOS.....	18
2.5 METODOLOGIAS APLICADAS PARA INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO	19
3 RESULTADOS	25
4 DISCUSSÃO	33
5 CONCLUSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	36
ANEXO 1 – ESPÉCIES DE LAURACEAE COM REGISTROS VÁLIDOS	40

RESUMO

A família *Lauraceae* apresenta uma distribuição pantropical e é caracterizada por uma ampla riqueza de espécies de alto valor ecológico e econômico, cujos padrões de distribuição ainda são pouco conhecidos, e que tem sido progressivamente afetada pela redução e perda de seus habitats naturais. Além disso, os impactos das mudanças do clima estão causando alterações de temperatura e pluviosidade, e afetando a distribuição de espécies animais e vegetais assim como sua capacidade de resiliência. Métodos de modelagem de nicho tem sido amplamente utilizados para conservação e reintrodução de espécies raras e/ou ameaçadas e para prever os impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, auxiliando na determinação e indicação de áreas prioritárias para conservação. Neste estudo foram avaliados os possíveis efeitos de mudanças climáticas na distribuição de espécies da família *Lauraceae* no Brasil, gerando modelos capazes de indicar as melhores áreas para conservação em cenários futuros, principalmente para as espécies ameaçadas de extinção e de interesse econômico. Dados de ocorrência 177 espécies foram utilizados para gerar modelos de distribuição potencial, interpolando cenários climáticos futuros de baixas e altas emissões atmosféricas para os períodos presente, 2050 e 2070, utilizando o MaxEnt como algoritmo de modelagem de nicho. A comparação destes modelos mostra que as espécies não parecem sofrer contrações em suas distribuições ao longo do tempo, entretanto este resultado pode ser consequência de um viés de amostragem ou ainda de uma alteração nos padrões de diversidade dentro da família. Para indicação das áreas prioritárias, foram adotados métodos de otimização linear não-sequenciais, tendo como base o princípio da “complementaridade”, que foram processados no programa *Zonation*, utilizando regras de remoção iterativa de células para construir mapas de áreas prioritárias com padrões de insubstituibilidade para as espécies. Ao determinar pesos diferenciados para as espécies, de acordo com o seu nível de ameaça e estado de conservação, as soluções de priorização voltadas para áreas com maior número de espécies (ABF) conseguiu reter uma proporção maior da riqueza total do que as soluções de priorização voltadas para o centro de dispersão das espécies (Core-Area), porém contribuiu com maior proporção de áreas complementares necessárias para atingir a meta de 17% de conservação das áreas terrestres, proposta pela Convenção da Diversidade Biológica. Os resultados mostram também que as atuais unidades de conservação de proteção integral, por si só, não conseguem atingir as metas de conservação para proteger as espécies de *Lauraceae*, e, mantendo a proporção atual, serão incapazes de cumprir o seu papel em cenários de mudanças climáticas. Neste trabalho, ficou evidente a alta contribuição das áreas complementares às reservas atuais em cenários futuros, apontando para a necessidade de se adotar métodos baseados nesta concepção para subsidiar estratégias mais flexíveis e inovadoras em planejamento de conservação, e orientar políticas públicas que possam solucionar os conflitos socioeconômicos e atender as demandas ambientais e conservacionistas.

Palavras-chave: *Lauraceae*; modelagem de nicho; mudanças climáticas; priorização; complementaridade.

ABSTRACT

The *Lauraceae* family has a pantropical distribution and is characterized by a large number of species of high ecological and economic value, whose distribution patterns are still poorly known, and has been increasingly affected by the reduction and loss of their natural habitats. In addition, the impacts of climate change are causing changes in temperature and rainfall, and affecting the distribution of animal and plant species as well as their resilience. Niche modeling methods have been widely used for conservation and reintroduction of rare and/or threatened and to predict the impacts of climate change on biodiversity, assisting in the determination and display of priority areas for conservation. This study evaluated the possible effects of climate change in the distribution of family *Lauraceae* species in Brazil, generating models able to indicate the best areas for conservation in future scenarios, especially for endangered species and economic interest. 177 species occurrence data were used to generate potential distribution models, interpolating future climate scenarios of low and high atmospheric emissions for this period, in 2050 and 2070, using the MaxEnt as niche modeling algorithm. The comparison shows that these models do not appear to suffer species contractions in their distribution over time, however this result may be due to a sampling bias or a change in diversity patterns within the family. For indication of the priority areas, linear optimization methods were adopted non-sequential, based on the principle of complementarity, which were processed in the Zonation program using iterative removal rules cells to build maps of priority areas with patterns irreplaceable for the species. When determining different weights for the species according to their threat level and state of conservation, the prioritization of solutions aimed at areas with the highest number of species (ABF) managed to retain a greater proportion of total wealth than prioritizing solutions focused on the center of dispersal of species (Core-Area), but accounted for a higher proportion of necessary complementary areas to achieve the goal of 17% conservation of land areas proposed by the Convention on Biological Diversity. The results also show that current full protection conservation units, by itself, fail to achieve conservation goals to protect species of *Lauraceae*, and, maintaining the current ratio, will be unable to fulfill its role in change scenarios climate. In this work, the high contribution of the complementary areas of current reserves in future scenarios became apparent, showing to the need to adopt methods based on this design to support more flexible strategies and innovative in conservation planning, and guide public policies that can resolve conflicts socioeconomic and meet the environmental and conservation demands.

Key-words: *Lauraceae*; Niche Modeling; Climate Change; Prioritization; Complementary.

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, as mudanças climáticas têm sido amplamente discutidas em função de seus possíveis impactos sobre o meio ambiente, e também sobre as atividades humanas e a estabilidade econômica global. A avaliação do Quinto Relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas – IPCC aponta que, comparado ao período de 1986-2005, a temperatura média global aumentará entre 2016-2035 em 0,3°C a 0,7°C, sendo que estes aumentos são esperados para serem maiores em regiões tropicais e subtropicais do que nas latitudes médias. E entre 2081-2100, é esperado um aumento na temperatura média global em torno de 0.3°C a 1.7°C, e de 2.6° a 4.8°C, em cenários de baixas e altas emissões atmosféricas de gases do efeito estufa (GEE), respectivamente (IPCC, 2013).

É praticamente certo que eventos extremos de temperaturas quentes ocorrerão com uma frequência maior de do que os eventos de temperaturas frias sobre a maioria das áreas terrestres, e também é muito provável que as ondas de calor ocorram com uma maior frequência e duração, sendo que os eventos ocasionais de invernos extremos continuarão a ocorrer (IPCC, 2013).

Impactos de tais extremos relacionados ao clima envolvem a alteração nos sistemas naturais, na segurança alimentar, nos sistemas hidrológicos, e consequentemente na saúde e bem-estar da população humana. Nos ecossistemas, já é possível perceber que muitas espécies terrestres, aquáticas e marinhas mudaram sua distribuição geográfica, suas atividades sazonais, seus padrões de migração, abundância e interações intraespecíficas em resposta às mudanças climáticas (IPCC, 2014).

Segundo Buckeridge (2007), se as mudanças forem excessivamente rápidas, algumas espécies podem não conseguir migrar a tempo de encontrar um ambiente adequado para a sua adaptação, e estariam correndo o risco de desaparecer. Assim, no ambiente terrestre, os efeitos mais drásticos seriam sobre as espécies arbóreas, pois muitas apresentam ciclo de vida longo, e já estão muito bem adaptadas a condições microclimáticas relativamente restritas, e nesta situação, não teriam chances de encontrar um novo habitat.

Buckeridge (2007) afirma também que, no âmbito da biodiversidade, a perda de espécies significa a perda irrecuperável não somente de espécies, mas também de associações em níveis de complexidade mais altos, como ecossistemas e comunidades. Neste sentido, o aumento das emissões de gases do efeito estufa poderá implicar em alterações climáticas significativas nas próximas décadas, e, portanto, o potencial de perda da biodiversidade e o rompimento dos serviços ecológicos devem ser seriamente avaliados (GATTI, 2013).

Para reduzir a perda de biodiversidade, a estratégia mais utilizada é a criação de Unidades de Conservação de Proteção Integral (UC). O papel das unidades de conservação é preservar elementos da biodiversidade, e sua eficiência dependerá da sua capacidade de representar uma ampla variedade da biodiversidade, promovendo a sobrevivência a longo prazo das espécies e de outros processos naturais associados (MARGULES; PRESSEY, 2000).

No entanto, muitas destas reservas são negligenciadas e questionadas, principalmente em regiões que poderão ser mais afetadas pelas alterações climáticas (PAGLIA et. al., 2012). Devido a um cenário de constante e intensa perda de habitat natural nestes locais, surge uma demanda de tomadas de decisão que mitiguem os conflitos entre interesses socioeconômicos e a necessidade de preservar ecossistemas integralmente, que poderá ser avaliada através da indicação de regiões prioritárias para a conservação (DINIZ-FILHO et. al., 2009).

As abordagens tradicionais utilizadas para seleção de áreas prioritárias caracterizam-se muitas vezes por critérios pouco representativos para um planejamento de conservação da biodiversidade. Ao desenvolver um modelo conceitual para o estabelecimento de uma análise de priorização da conservação, os planejadores devem ser capazes de identificar os locais que são importantes tanto para o tempo atual quanto para cenários futuros de mudanças climáticas (MORITZ; AGUDO, 2013).

A indicação dessas áreas deve ocorrer com base em métodos capazes de alocar reservas que representem de modo eficiente a biodiversidade, e com o menor custo possível, e alguns métodos matemáticos conseguem estimar, com base no princípio da complementaridade, o número mínimo ou a menor área possível necessária para preservar as espécies. O princípio da complementaridade prescreve que, no processo de escolha de áreas adicionais a uma reserva, é melhor escolher áreas que complementem os atributos que se pretende conservar (espécies,

hábitats ou paisagens) ao invés de duplicar atributos desnecessários (ANACLETO; OLIVEIRA, 2014).

Um planejamento sistemático de conservação deve considerar não só o conhecimento da diversidade local, mas também compilações de dados e análises em escalas geográficas mais amplas, que permitam compreender melhor as relações ecológicas envolvidas na distribuição das espécies (DINIZ-FILHO et. al., 2009).

A maior disponibilidade de dados ecológicos em grandes escalas geográficas, associada a um aumento da capacidade computacional de processamento e análise de dados (DINIZ-FILHO et. al., 2009), possibilitaram o desenvolvimento de novas abordagens metodológicas, como os métodos de modelagem de distribuição potencial de espécies, para a construção de novas perspectivas para a conservação da biodiversidade (VITAL, 2009).

Apesar de diversas discussões sobre os pressupostos e a capacidade de predição inerentes aos seus métodos, a modelagem de nicho continua sendo uma abordagem eficiente e amplamente difundida em estudos macroecológicos e conservacionistas para prever as respostas espaciais e evolutivas das espécies aos efeitos das mudanças climáticas globais (DINIZ-FILHO et. al. 2009).

Embora o termo correto ainda seja muito discutido, a modelagem de nicho, ou modelagem preditiva de distribuição potencial, é baseada em modelos de nicho ecológico, e utiliza informações sobre as características ambientais que definem o nicho atual de uma espécie, para associá-las às distribuições dessas características derivadas em espaço geográfico projetando assim onde o nicho da espécie poderá ser realizado, de acordo com os requisitos ecológicos necessários (WIENS et. al., 2009).

O nicho está intimamente associado às necessidades ecológicas de uma espécie, e é definido como o conjunto de condições e recursos que uma espécie pode tolerar e persistir, mas abrange também interpretações sobre variações no ambiente, nas interações biológicas e na escala espacial.

Joseph Grinnell (1917) cunhou o termo nicho, propondo uma classificação de nicho como uma unidade espacial dentro da qual se encontra a espécie, cujas limitações ecológicas a permitem sobreviver na ausência de outro organismo. Por outro lado, Charles Elton (1927) enfatizou a função das relações tróficas entre as espécies em seu conceito de nicho, descrevendo a posição do animal na cadeia

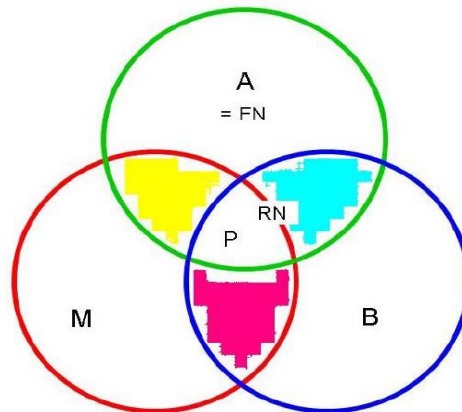
trófica, suas relações alimentares e de competição, como determinadores do nicho na comunidade.

A contribuição de Hutchinson (1957) para a evolução do conceito de nicho está na definição do **nicho fundamental**, como sendo um hipervolume de n-dimensões, no qual cada ponto corresponde a uma condição do ambiente que permite que a espécie exista indefinidamente. Considerando a influência da competição entre as espécies, Hutchinson definiu também o **nicho realizado** como sendo um subconjunto reduzido do nicho fundamental, em que são subtraídas as situações em que outras espécies se sobressaem na competição por recursos.

Com base nesta concepção de Hutchinson, Pulliam (2000) enfatizou a importância da movimentação de indivíduos entre áreas para determinar as relações do nicho com a distribuição geográfica, e Soberón e Peterson (2005), considerando esta percepção, elaboraram um diagrama assumindo que uma espécie irá estar presente num determinado ponto onde estão reunidas três condições (Figura 1):

1. Condições abióticas devem ser favoráveis (isto é, onde aptidão independente de densidade é positivo), e devem ocorrer na região (A), expressando o nicho fundamental (FN).
2. Um conjunto adequado de espécies está presente (interações positivas) e ausente (interações negativas), representadas na região (B).
3. As espécies estarão presentes apenas numa região (M), cujas áreas de distribuição estabelecidas em tempo ecológico são alcançáveis pela espécie.

FIGURA 1 – DIAGRAMA DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES



Fonte: SOBERON; PETERSON, 2005.

Obs.: A área que corresponde a A representa a região geográfica com o conjunto de fatores abióticos apropriado para a ocorrência das espécies, e pode ser considerada como a expressão geográfica do nicho fundamental (FN). A Área B é a região onde ocorrem interações entre espécies, e que podem sobrepor-se extensivamente com A. A interseção $A \cap B$ representa a extensão geográfica do nicho realizado (RN) das espécies. Já M corresponde às regiões que a espécie é capaz de alcançar em algum sentido ecológico, sem barreiras de dispersão e colonização. A região P é a região que apresenta o conjunto ideal de fatores bióticos e abióticos e que é acessível para as espécies, correspondendo à distribuição geográfica potencial das espécies.

Espera-se que os modelos preditivos de distribuição potencial sejam capazes de indicar áreas potenciais de ocorrência das espécies além dos locais já conhecidos, e que possam ser projetados para diversos cenários de mudanças climáticas, cujas projeções serão utilizadas para verificar se as distribuições sofrerão contrações, expansões ou se deslocar para locais climaticamente mais favoráveis (LACERDA, 2013)

A compreensão dos padrões de distribuição geográfica das plantas que compõe determinado ecossistema fornecem informações de diversidade e centros de endemismo, parâmetros fundamentais para a indicação de áreas prioritárias para a conservação (GENTRY, 1988).

A motivação para se realizar estudos sobre os padrões de distribuição potencial da família *Lauraceae* se deve ao fato de que ela é considerada uma das famílias botânicas mais primitivas, pertencentes à divisão *Magnoliophita*, e

compreendem uma grande família de árvores e arbustos, predominantemente tropical.

A família *Lauraceae* apresenta uma distribuição denominada pantropical, estando bem representada na América, Ásia Tropical, Austrália, Madagascar, e com poucas espécies ocorrendo no sul da África (QUINET, 2005). É caracterizada por cerca de 2500 espécies subordinadas em 50 gêneros, sendo que no Brasil ocorrem 24 gêneros e cerca de 440 espécies (QUINET et. al., 2015). Na região Neotropical, está entre as famílias que mais contribuem para a riqueza de espécies de plantas em diferentes comunidades, especialmente nas florestas de terras baixas ou em altitudes intermediárias e sobre solos pobres (GENTRY, 1988).

Sua expressividade na composição florística da Floresta Atlântica está relacionada ao grande número de indivíduos coletados e a sua complexidade morfológica e taxonômica (QUINET, 2005), caracterizando uma ampla riqueza de táxons nesta família, e que vem contribuindo para corroborar a hipótese de que a Floresta Atlântica seja um dos principais centros de diversidade deste grupo (KROPF et. al., 2006). Entretanto, é uma família pouco conhecida em termos de número de espécies e distribuição, pois não se distribuem de forma homogênea, o que demanda estudos mais complexos de levantamento de ocorrência que permitam identificar variações na diversidade das espécies do grupo, e caracterizar diferentes graus de endemismo e abundância ao longo do bioma (BAITELLO, 2013).

Economicamente, é um grupo muito importante e bastante explorado, visto que algumas espécies são produtoras de madeira de alta qualidade, óleos aromáticos e alcaloides utilizados em diversos segmentos industriais e da construção civil (BAITELLO, 2013), além de ser bastante empregado nas comunidades tradicionais, que detêm o conhecimento empírico da utilização dessas plantas (MARQUES, 2001). Espécies como a canela-preta (*Ocotea catharinensis* Mez), canela-sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer) e canela-imbuia (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso), por exemplo, apresentam alto valor econômico e ecológico, e juntamente com *Nectandra*, concentram o maior número de espécies da família no bioma Mata Atlântica (BAITELLO, 2013).

Entretanto, o número de espécies ameaçadas de extinção tem aumentado progressivamente dentro desta família, tendo como principal causa a supressão de seus habitats naturais por fatores antrópicos. Baitello (2013) afirma que, “espécies estão entrando em livros vermelhos nacionais e estaduais enquanto outras sequer

são cientificamente conhecidas”, referindo-se à descoberta recente de novas espécies de *Lauraceae* na região sudeste, que têm sofrido alto grau de ameaça de extinção devido à exploração imobiliária em área de restinga, principalmente no litoral do Espírito Santo.

Nesse sentido, o objetivo geral desta pesquisa é avaliar os possíveis efeitos de mudanças climáticas na distribuição de espécies da família *Lauraceae* no Brasil, gerando modelos preditivos de distribuição que sejam capazes de indicar as melhores áreas para conservação em cenários futuros, principalmente para as espécies ameaçadas de extinção e de interesse econômico. Além disso, pretende-se compreender os perfis de distribuição das espécies no presente e no futuro, e analisar qual o nível de representação da paisagem deve ser conservada para incluir todas as espécies.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

As principais etapas da modelagem incluem a compilação e o tratamento dos dados de ocorrência, delimitação das áreas acessíveis às espécies, seleção das variáveis ambientais que apresentem maior correlação com o padrão de distribuição das espécies, escolha de um algoritmo de modelagem adequado que apresente bom desempenho para demonstrar modelos preditivos mais precisos, e utilização de métodos matemáticos para criação de modelos de previsão de áreas de alta adequabilidade para a ocorrência da espécie nos diferentes cenários climáticos.

2.1 COMPILAÇÃO E TRATAMENTO DOS PONTOS DE OCORRÊNCIA

Primeiramente foram compilados dados de ocorrência das espécies da família *Lauraceae*, registrados no Brasil, a partir dos bancos de dados de espécies do *Species link*¹ e *Global Biodiversity Information Facility*², seguindo a classificação da Lista de Espécies da Flora do Brasil³.

Os dados obtidos foram verificados quanto às informações de georreferenciamento (latitude e longitude), utilizando o ArcGis para projetar e analisar os pontos de ocorrência, interpolando um mapa geográfico do Brasil e do mundo, para selecionar apenas os pontos que estão dentro dos limites de distribuição natural estabelecidos por especialistas.

Foram considerados válidos apenas os dados de ocorrência que apresentaram as seguintes condições: (i) devem ocorrer naturalmente no Brasil (nativas), (ii) apresentar precisão nas coordenadas geográficas, (iii) não serem provenientes de plantas cultivadas, (iv) registros de nomes corretos, (v) registros únicos de ocorrência para um mesmo local.

Um procedimento de rarefação dos registros foi realizado, utilizando filtros espaciais para remover pares de pontos de ocorrência da mesma espécie com distâncias menores do que 10km entre si. Esta técnica é empregada para reduzir os

¹ www.splink.cria.org.br

² www.gbif.org

³ <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>

efeitos de autocorrelação espacial no desempenho dos modelos, que poderiam superestimar as relações de causalidade ou associação entre as variáveis ecológicas e as observações coletadas ao longo do espaço, limitando a capacidade dos modelos em prever as distribuições de forma independente (HIJMANS, 2012; BORJA et al, 2014). A intensidade da autocorrelação geralmente diminui quando as observações estão suficientemente afastadas entre si.

Os registros de ocorrência foram comparados com os padrões de distribuição definidos pelo REFLORA, a fim de verificar e remover registros isolados de ocorrência que não correspondiam ao padrão de distribuição natural das espécies. Em geral, estes registros são muito antigos ou correspondem aos locais de tombamento dos exemplares.

2.2 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS ACESSÍVEIS ÀS ESPÉCIES (MS)

Após a avaliação dos pontos de ocorrência, foram definidas as áreas acessíveis às espécies, levando em conta os limites de distribuição estabelecidos por especialistas, barreiras biogeográficas (cadeias de montanhas e bacias hidrográficas) e ecorregiões (OLSON *et al.*, 2001).

A delimitação das áreas acessíveis às espécies (M) é essencial para restringir as comparações em áreas que façam algum sentido ecológico, e depende basicamente da história natural de dispersão das espécies em questão e da configuração espacial dos habitats onde elas ocorrem (BARVE et. al., 2011).

Utilizando o programa ArcGis, foram criados, para cada espécie, polígonos de áreas de distribuição, utilizados para recortar as camadas de variáveis climáticas do presente e do futuro. O recorte (crop) das camadas foi executado no ambiente computacional R⁴.

⁴ The R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <https://www.r-project.org/>

2.3 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS PREDITORAS

Nesta etapa, são identificadas, compiladas e selecionadas as variáveis ambientais que melhor representam as condições necessárias para a ocorrência das espécies. Estas variáveis foram obtidas do *WorldClim – Global Climate Data* para os períodos presente, 2050 e 2070, em formato *raster*, com resolução de 2.5 minutos de arco (~ 5 km), para serem combinados aos pontos de ocorrência das espécies e produzir os modelos.

Para análises em escala local, Chapman et al. (2005) sugerem o uso de camadas com resolução de 30 segundos de arco, e para análises em escala continental que sejam usadas camadas com 2.5 ou 5 minutos de arco. O uso de alta resolução é indicado quando são usadas informações bióticas (interações entre espécies, por exemplo) na modelagem, do contrário, se são usados apenas dados abióticos, o uso de uma resolução mais baixa é suficiente para produzir bons modelos (SOBERÓN, 2010)

Estão disponíveis 19 variáveis bioclimáticas, derivadas de valores de temperatura e precipitação, que são frequentemente utilizados na modelagem de nicho ecológico, por apresentarem valores biológicos mais significativos. A fim de reduzir a dimensionalidade e colinearidade de variáveis ambientais, foi aplicado um método estatístico multivariado de Análise de Componentes Principais (PCA), selecionando seis componentes que responderam por 95% da variação total das variáveis preditoras.

Os cenários climáticos futuros foram obtidos dos modelos climáticos globais CCSM4 (*Community Climate System Model*), GISS-E2-R (*Goddard Institute for Space Studies*) e MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate*), associados com os cenários RCP⁵ 2.6 e RCP 8.5, de baixa e alta intensidade de emissões de gases do efeito estufa, respectivamente.

⁵ *Representative Concentration Pathways*. Corresponde aos dados da trajetória de concentração dos gases de efeito estufa para o futuro, adotados pelo IPCC na AR5 em 2014.

2.4 PROCESSAMENTO DE ALGORITMOS DE MODELAGEM DE NICHOS

O termo "Algoritmo de Modelagem" refere-se ao processo, regra, ou função matemática utilizada para estimar o nicho ecológico das espécies em função de um conjunto de variáveis ambientais. Diversos algoritmos têm sido aplicados à modelagem de nichos ecológicos, como GARP, GAM, GLM, ENFA, DOMAIN, BIOCLIM e MaxEnt (PHILLIPS et. al., 2006).

No entanto, existem algumas diferenças importantes entre os algoritmos de modelagem, que incluem: (1) os tipos de dados biológicos que o método exige (somente presenças, presenças e ausências verdadeiras, presenças e dados de fundo, ou presenças e pseudoausências); (2) a abordagem metodológica subjacente (algoritmos podem basear-se em métodos de regressão, de classificação, de treinamento, ou estatística bayesiana); (3) a forma de saída (por exemplo, as previsões contínuas vs. previsões binárias ou ordinais); (4) a capacidade para gerar respostas altamente complexas contra respostas relativamente simples, com respeito a determinadas variáveis ambientais; e (5) a capacidade incorporar variáveis ambientais categóricas (PETERSON et. al., 2011).

O MaxEnt é um algoritmo de máxima entropia para modelagem de distribuição de espécies, com uma interface de simples utilização, tendo um bom desempenho em relação aos demais algoritmos utilizados para modelagem de distribuição de espécies (ELITH et al., 2006). Sua abordagem avalia como o ambiente onde é conhecida a ocorrência de espécies, relaciona-se com o ambiente em toda a área de estudo (PETERSON et. al., 2011), fazendo previsões ou inferências a partir de informações incompletas, que envolvem conjuntos de dados de somente presença. Em outras palavras, estima uma probabilidade de distribuição de maior e menor uniformidade, a partir de um conjunto de restrições que representam o valor esperado de cada variável bioclimática para a distribuição das espécies amostradas (PHILLIPS et. al., 2006).

O método pressupõe que a distribuição de uma espécie é a representação adequada do seu nicho ecológico, e a partir daí, atribui valores de 0 a 1 para os demais quadrantes da área, indicando assim as regiões geográficas em que as condições climáticas representam maior (valores próximos de 1) ou menor aptidão (valores próximos de 0) para a sua ocorrência (MAGALHÃES, 2013).

Os parâmetros utilizados no Maxent são os registros de ocorrência, os polígonos das áreas acessíveis às espécies (Ms) e os variáveis bioclimáticas para todos os períodos. A construção dos modelos foi executada no R, utilizando o MaxEnt implementado no pacote “dismo” (HIJMANS *et al.*, 2012).

Os modelos contínuos de distribuição potencial foram posteriormente transformados em modelos binários, com a aplicação de limite de corte. O método empregado considera os menores valores dos pontos de ocorrência utilizados para calibrar o modelo assumindo erros de omissão (a espécie é dita presente onde ela é ausente) de 5%. Ou seja, a espécie é considerada presente em uma área se o valor do índice de adequabilidade for maior ou igual os valores dos pontos de ocorrência, desconsiderando 5% (menores valores) dos pontos de ocorrência. O resultado esperado são modelos preditivos de distribuição para cada espécie amostrada nos três períodos selecionados (presente, 2050 e 2070).

Em seguida, todos os modelos de cada cenário foram agrupados e sobrepostos, gerando um modelo consenso para cada período, resultante da média da probabilidade de distribuição, que serão usados para estabelecer os planos de priorização.

Embora existam outros algoritmos de modelagem de nicho disponíveis, a abordagem do Maxent tem mostrado fortes correlações em estudos de distribuição em grandes escalas, que tendem a ser mais influenciadas por variáveis climáticas e de temperatura (PHILLIPS *et al.*, 2006). Esta abordagem tem a desvantagem de desconsiderar interações bióticas, como competição e predação, que são elementos importantes na ocorrência de uma espécie em determinado local, o que poderia resultar numa predição superestimada de distribuição. No entanto, o uso de índices de limites de corte é uma forma de controlar incertezas e extrapolações de amostragem, resultando em modelos de distribuição mais consistentes.

2.5 METODOLOGIAS APLICADAS PARA INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO

Para definir as áreas prioritárias para a conservação das espécies de *Lauraceae*, serão aplicados métodos de otimização linear não-sequenciais que consideram como base o princípio da “complementaridade”, onde diferentes

unidades de conservação devem, ao máximo, conter diferentes alvos de modo que a sua sobreposição e redundância sejam mínimas (DINIZ-FILHO et. al., 2009).

O procedimento utiliza um conjunto aleatório de áreas e, iterativamente, são adicionadas ou retiradas células, de maneira que o conjunto final seja o menos redundante possível em termos de composição de espécies e que possa ser representado em um mesmo número mínimo de áreas diferentes (DINIZ-FILHO et. al., 2009). Um mapa das frequências relativas das células nas múltiplas soluções indicará a importância relativa das células para alcançar as metas de conservação pré-estabelecidas, criando assim um padrão de insubstituibilidade para as espécies (DINIZ-FILHO et. al., 2009).

Esta fase foi executada no programa *Zonation*, uma frame para priorização e planejamento espacial de conservação, que identifica áreas que são importantes para a retenção da qualidade do habitat e da conectividade para várias espécies simultaneamente, permitindo que paisagens sejam delimitadas de acordo com o seu potencial para a conservação, e diferentes graus de proteção, manutenção ou esforço de restauração possam ser aplicados a diferentes regiões (MOILANNEN et. al., 2012). O objetivo do programa não é necessariamente produzir um plano de conservação detalhado para uma grande região, mas identificar áreas prioritárias da paisagem que poderiam ser submetidos para análises mais detalhadas de planejamento (MOILANNEN et. al., 2012).

O programa produz uma priorização hierárquica da paisagem com base na conservação dos valores dos sítios (células), representando a complementaridade. Seu algoritmo executa a análise com base em regras de remoção das células menos valiosas da paisagem, minimizando o valor da perda marginal para conservação (MOILANNEN et. al., 2012).

Para realizar o processamento, é necessário especificar os objetivos da análise. Neste caso, o interesse é saber se a priorização voltada para áreas com maior número de espécies produz o mesmo resultado que priorização voltada para o centro de dispersão das espécies, e se o peso dado às espécies, de acordo com o nível de ameaça, afeta o resultado das priorizações.

As regras de remoção selecionadas foram as funções Core-Area (Core) e a Additive Benefit Function (ABF). Na análise Core, a remoção das células é feita por meio de um cálculo de índice de perda marginal mínima de valor biológico:

$$\delta_i = \max_j \frac{q_{ij} w_j}{c_i},$$

Onde w_j é o peso dado à espécie j , q_{ij} corresponde a proporção do restante da distribuição das espécies j localizadas na célula i para o conjunto de células restantes, e c_i é o custo da adição de células i da rede de reservas. O programa passa por todas as células, e calcula o valor δ_i com base naquelas espécies que tem a maior proporção de distribuição remanescente na célula específica, representando o maior valor biológico a ser perdido, se a célula for removida. Assim, as células com o menor valor δ_i serão removidas.

Quando uma parte da distribuição de uma espécie é removida, a proporção localizada aumenta em cada uma das células restantes, o que significa que o programa tenta reter áreas centrais de todas as espécies, até o final da remoção, mesmo se ela for inicialmente difundida e comum. Assim, em um primeiro momento, apenas as células com ocorrências comuns são removidas, e aos poucos, as espécies inicialmente comuns tornam-se mais raras, e as células com espécies mais raras começam a desaparecer.

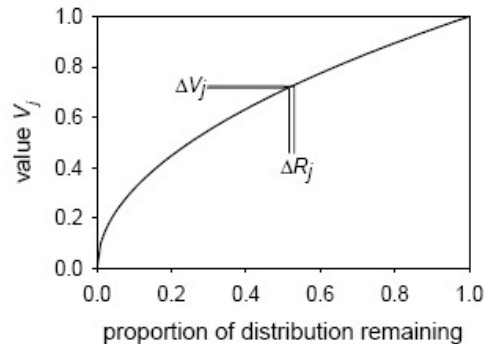
Por sua vez, a função ABF leva em conta a proporção de todas as espécies em uma determinada célula em vez de uma espécie com maior valor. O programa calcula a perda da primeira representação para cada espécie como uma célula i removida, e o valor δ_i da célula é a soma sobre as perdas dos valores das espécies específicas após a perda da célula i :

$$\delta_i = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j \Delta V_j = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j [V_j(qj) - V_j(qj-i)],$$

Onde qj é a representação da espécie j no conjunto de sítios restantes, $(qj-i)$ indica o conjunto de células restantes menos i célula, w_j é o peso da espécie j e c_i é o custo (ou área) da unidade de planejamento i . Novamente, a célula que tem o menor valor δ_i será removida.

Quando uma célula é removida da paisagem, a representação de cada uma das espécies que ocorrem na célula removida declina em uma pequena fração ΔR_j e o respectivo valor para estas espécies também declina ΔV_j . Desta forma, o total da

perda marginal de valor é simplesmente uma soma sobre as perdas específicas de cada espécie.



Problemas associados com diferentes tamanhos iniciais de distribuição são contornados no *Zonation*, atribuindo pesos para as espécies, com base, por exemplo, em seu *status* taxonômico, raridade ou valor econômico (MOILANEN et. al., 2012). Assim, aquelas que recebem maior peso tendem a manter uma proporção relativamente mais elevada da sua distribuição, e afetam a ordem em que as células são removidas da paisagem, onde a retenção das células que incluem uma parte da distribuição das espécies de alto peso é maior do que aquelas contendo apenas espécies de baixo peso (MOILANEN et. al., 2012).

A fim de avaliar o desempenho das espécies de acordo com o seu estado de conservação, foram utilizados pesos diferenciados de acordo com o nível de ameaça: espécies comuns (não ameaçadas) = 1, espécies endêmicas = 2, espécies quase ameaçadas = 3, espécies vulneráveis = 4, e espécies em perigo = 5. A ponderação dos pesos segue o seguinte raciocínio: uma espécie vulnerável (peso=4) terá um valor de representação quatro vezes maior em locais prioritários do que uma espécie comum (LEMES; LOYOLA, 2013).

Os critérios de classificação de ameaça para cada espécie estão descritas no Anexo 1, e seguiram, na medida do possível, o sistema de classificação de vulnerabilidade do CNCFlora (Centro Nacional de Conservação da Flora) (MARTINELLI; MORAES, 2013). Dentro da categoria “espécies comuns”, estão incluídas aquelas com ampla distribuição geográfica (não restritas ao território brasileiro), e as não classificadas ou com dados insuficientes para determinar uma categorização de risco extinção. Na categoria “espécies endêmicas”, estão inseridas aquelas espécies classificadas apenas como endêmicas, sem risco de extinção

determinado, e nas demais categorias de maior vulnerabilidade, espécies endêmicas também estão inseridas, porém devido ao seu risco de extinção mais significativo, receberam pesos maiores.

Os modelos consenso produzidos no MaxEnt foram utilizados no Zonation para avaliar o valor de cada célula da paisagem, e foram sobrepostos a um mapa das áreas protegidas atuais, para que seja possível analisar os resultados dentro das regiões de estudo, que incluiu as áreas protegidas e as áreas complementares. Para isso, foram selecionados os mapas da atual rede de áreas protegidas de proteção integral e das unidades de Reservas Particulares do Patrimônio Natural, publicadas pelo Ministério do Meio Ambiente⁶.

A priorização levou em consideração a conservação de 17% da área terrestre para o período de 2011-2020, especialmente as áreas de particular importância para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, proposta pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2015).

A comparação do desempenho das soluções entre as regras de priorização foram analisadas no R, utilizando o pacote “raster”, calculando a diferença média da remoção das células entre duas soluções, e o quanto a sobreposição contribui para a priorização.

Os mapas obtidos recebem valores para cada célula da malha de resolução, que variam de 0 a 1. Assim, células com valores mais altos representam locais de alta importância para priorização.

Para comparação entre soluções, os modelos foram transformados em modelos binários, obtendo desta forma a delimitação das regiões que correspondem aos 17% dos maiores valores das células na priorização.

Foram avaliados também os desempenhos das regras de remoção quanto à retenção das espécies na paisagem, considerando a proposta do CDB. O processo de planejamento da conservação sistemática convencional parte do pressuposto de que as áreas fora da rede de reservas não contribuem para a proteção da biodiversidade global. Neste sentido, as espécies que ocorrem fora das unidades de conservação terão maior probabilidade de serem perdidas durante o processo de remoção de células, do que aquelas que se inserem dentro das reservas.

⁶ <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>

No geral, a regra de remoção ABF resulta na maior proporção média de todas as espécies retidas, mas ao mesmo tempo tem a menor proporção mínima retida, porque favorece áreas ricas em espécies que possam ser significativas para a ocorrência de uma ou poucas espécies, mas que de outra forma são espécie-pobres (MOILANEN et. al., 2012). Por outro lado, Core-Area apresenta uma proporção média relativamente baixa, mas a proporção mínima retida é mais significativa, porque retém as áreas mais importantes para cada espécie até o final, mesmo que essas áreas possam ser inadequadas para todas as outras espécies (MOILANEN et. al., 2012).

Por último, a fim de analisar os custos relativos à criação de áreas complementares para atingir as metas de conservação, investigou-se a proporção de células na paisagem necessária para complementar as atuais reservas, geradas pelas soluções de priorização de cada uma das regras de remoção avaliadas. Core-Area produz soluções com espécies ocorrendo em densidades mais elevadas, mas com menos sobreposição entre as espécies, e, portanto, resulta em uma proporção mais baixa de células necessárias para complementaridade (MOILANEN et. al., 2012). Já ABF resulta em uma proporção mais elevada, porque gera paisagens com muitas espécies que ocorrem simultaneamente em proporções relativamente baixas e com alta sobreposição entre as espécies (MOILANEN et. al., 2012).

3 RESULTADOS

Na fase inicial da pesquisa, foram compilados 79.291 registros de ocorrência, de 415 espécies de *Lauraceae* do Brasil. A Tabela 1 descreve o número de registros removidos após o tratamento e validação dos dados, de acordo com os critérios estipulados.

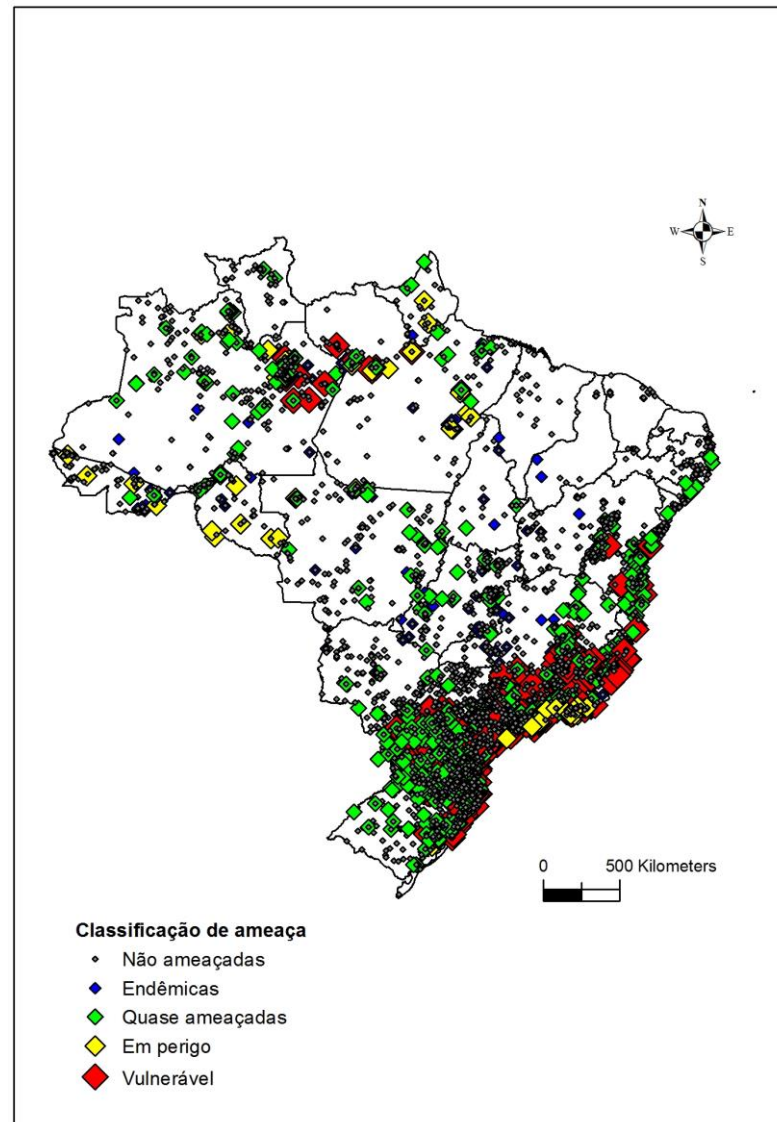
TABELA 1 - CRITÉRIOS DE EXCLUSÃO E QUANTIDADE DE REGISTROS NÃO VALIDADOS

Crítérios de exclusão	Quantidade
Registros duplicados	25781
Sem georreferenciamento	24132
Nome incorreto	15100
Gênero <i>Cassytha</i>	403
Plantas cultivadas	327
Rarefação	1446
Total	67189

Os dados de ocorrência do gênero *Cassytha* foram removidos, por se tratar de um grupo constituído por lianas hemiparasitas, que, embora algumas espécies tenham uso etológico como plantas medicinais (TSAI et. al., 2008; CHEN-TAO, 2011), possuem características ecológicas muito diferentes de espécies arbóreas e arbustivas exigindo uma abordagem de modelagem diferenciada.

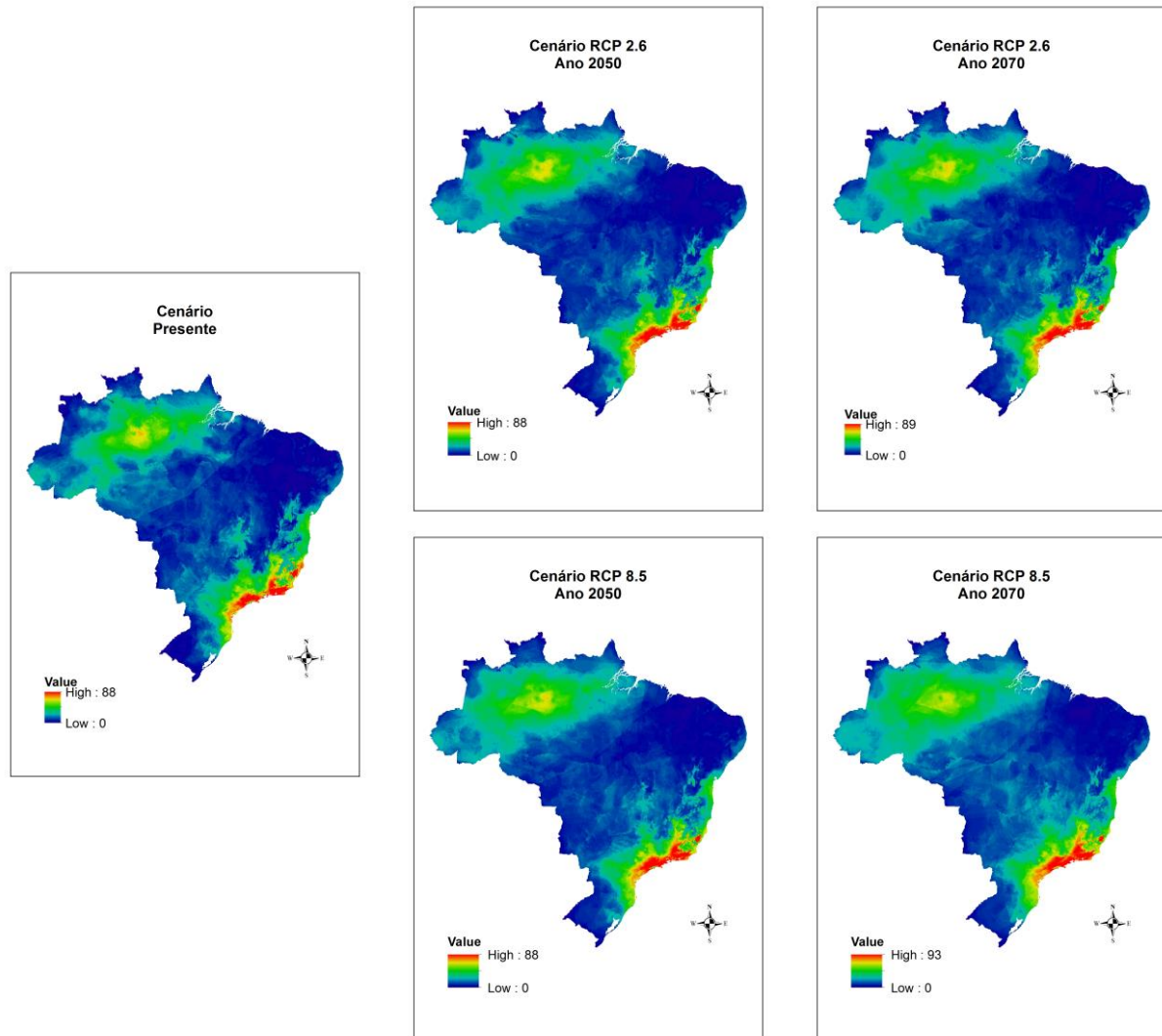
Ao final desta etapa, 12.102 registros foram validados, distribuídos entre 177 espécies, sendo observada uma grande heterogeneidade na abundância de registros entre as espécies, variando de 10 a 566 pontos (Anexo 1). A distribuição dos pontos de ocorrência das espécies de *Lauraceae* que embasaram a modelagem está representada na Figura 2. As espécies de *Lauraceae* mais vulneráveis estão mais concentradas nas regiões Sul e Sudeste, no bioma Mata Atlântica, com uma densidade um pouco menor na Floresta Amazônica.

FIGURA 2 – DISTRIBUIÇÃO DE OCORRÊNCIAS DE ESPÉCIES DE *Lauraceae* NATIVAS DO BRASIL



A comparação dos modelos de distribuição atual com aqueles em cenários futuros de mudanças climáticas (Figura 3) mostra que não está prevista uma alteração significativa nos padrões de riqueza. Porém, como não houve um controle no esforço amostral, as diferenças observadas podem estar relacionadas a um viés de amostragem, ou ainda a um declínio nos padrões de diversidade da família, favorecendo a dispersão de espécies mais generalistas ou oportunistas, e limitando a dispersão das espécies mais especialistas.

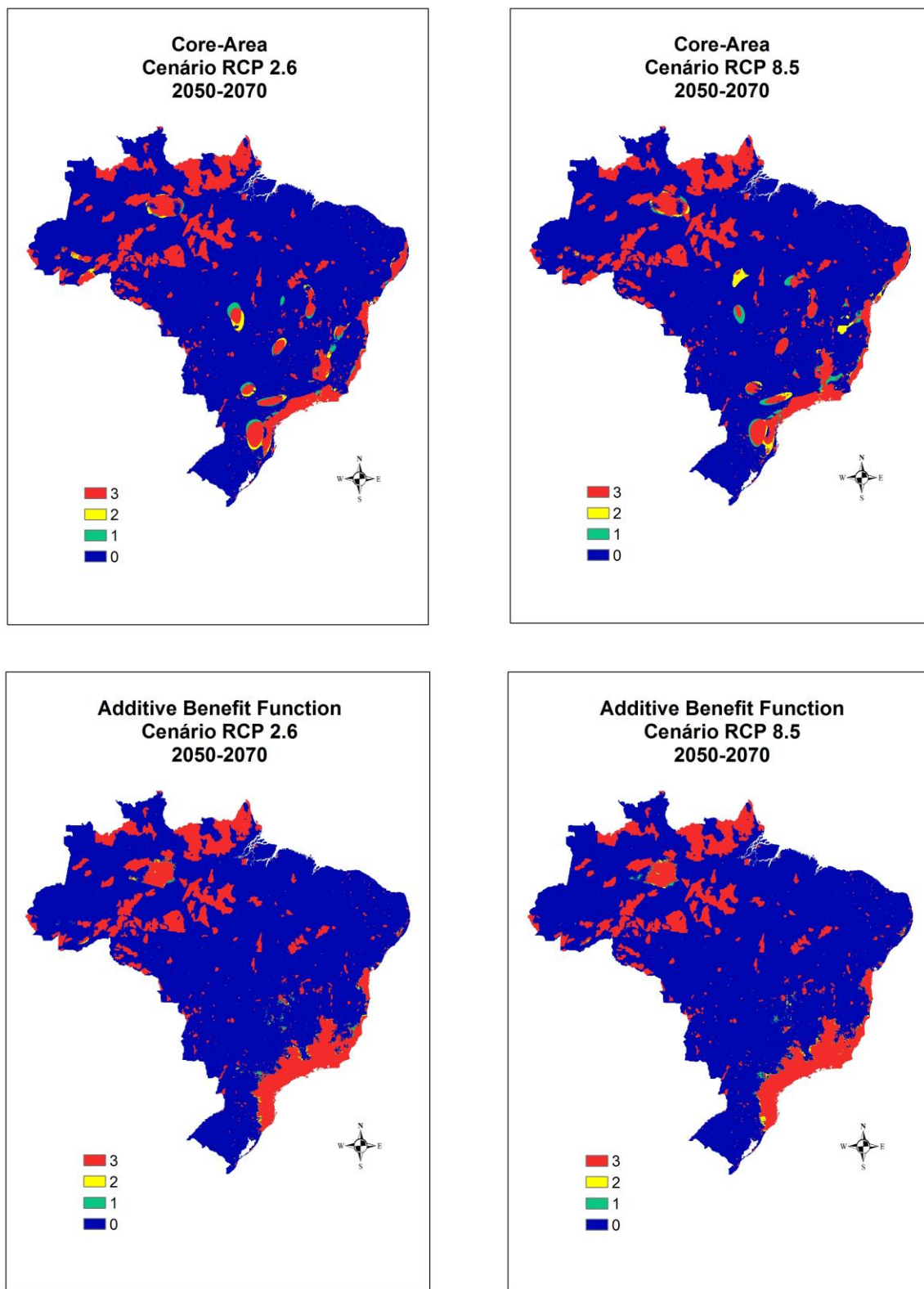
FIGURA 3 – COMPARAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL ENTRE O CENÁRIO ATUAL E OS CENÁRIOS FUTUROS DE BAIXAS E ALTAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS



Obs.: (*Value*): índice de adequabilidade do modelo desconsiderando 5% dos menores valores de frequência de pontos de ocorrência por célula, para cada espécie.

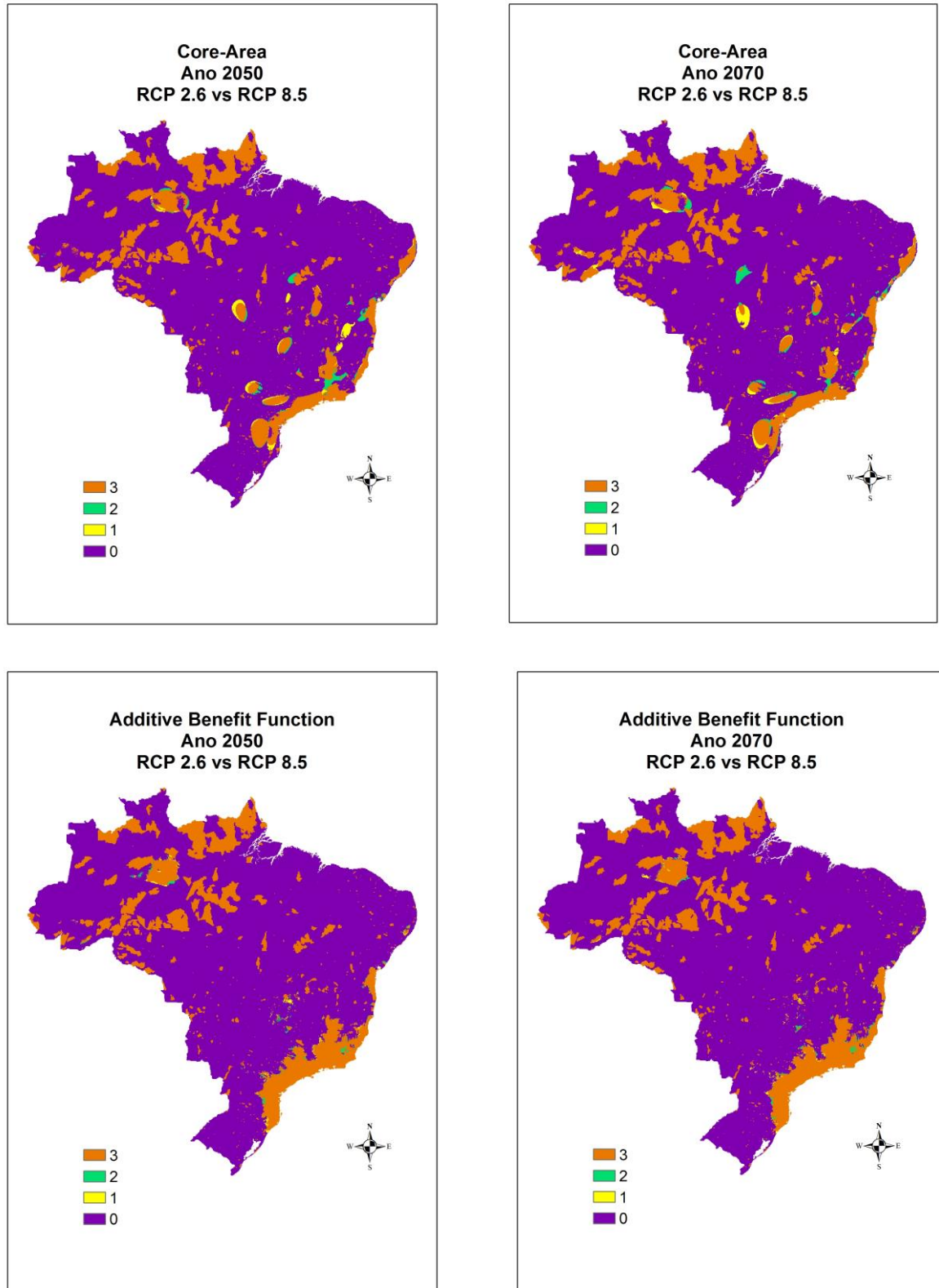
Dentro dos seus pressupostos, as regras de remoção Core-Area e ABF não apresentaram diferenças em seus desempenhos ao compará-los entre períodos e cenários de emissões atmosféricas. Entretanto, foi observada uma alteração nos modelos de Core-Area, nas comparações entre os mesmos cenários de emissões atmosféricas para períodos distintos (Figura 4), e entre cenários de emissões distintos para o mesmo período (Figura 5), nos quais as sobreposições dos modelos indicaram que algumas áreas prioritárias na região Centro-Oeste foram reduzidas em 2070, mas substituídas por outras áreas complementares a Sudeste e ao Norte.

FIGURA 4. COMPARAÇÃO DE DESEMPENHO DE CORE-AREA E ADDITIVE BENEFIT FUNCTION PARA DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS ENTRE PERÍODOS (2050 VS. 2070)



Legenda: (0) – células vazias; (1) – soluções para o cenário 2050; (2) soluções para o cenário 2070; (3) sobreposição das soluções 1 e 2.

FIGURA 5 – COMPARAÇÃO DE DESEMPENHO DE CORE-AREA E ADDITIVE BENEFIT FUNCTION PARA DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS ENTRE CENÁRIOS DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS (RCP 2.6 VS. RCP 8.5)



Legenda: (0) – células vazias; (1) – soluções para o cenário RCP 2.6; (2) soluções para o cenário RCP 8.5; (3) sobreposição das soluções 1 e 2.

Nas soluções para a conservação de 17% das áreas terrestres, as regras de remoção Core-Area e ABF apresentaram efeitos diferentes para a retenção da proporção mínima das espécies pouco representadas (Tabela 2). Para os cenários climáticos futuros, Core-Area revelou melhor retenção das espécies comuns e endêmicas, porém teve um desempenho mais baixo do que ABF para a retenção das espécies quase ameaçadas, vulneráveis e em perigo.

TABELA 2 – DESEMPENHO DAS REGRAS DE REMOÇÃO PARA RETENÇÃO DA PROPORÇÃO MÍNIMA DAS ESPÉCIES MAIS DESFAVORECIDAS

Core-Area										
Ano	2050					2070				
Peso	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Baixas Emissões	10,12%	7,12%	9,29%	23,88%	37,78%	9,91%	7,35%	9,40%	24,77%	35,43%
Altas Emissões	11,23%	7,89%	9,65%	24,82%	39,04%	9,36%	7,31%	9,91%	25,41%	31,75%

Additive Benefit Function										
Ano	2050					2070				
Peso	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Baixas Emissões	4,47%	2,62%	9,79%	24,02%	70,47%	4,11%	2,61%	9,61%	24,79%	43,76%
Altas Emissões	3,93%	3,43%	10,13%	24,87%	39,88%	3,06%	3,10%	11,72%	25,30%	38,42%

Obs.: Pesos atribuídos para as espécies de acordo com o seu estado de conservação: (1) espécie comum; (2) espécie endêmica; (3) espécie quase ameaçada; (4) espécie vulnerável; (5) espécie em perigo

Nas soluções de priorização a retenção da média de todas as espécies também foi analisada, mostrando que ABF tem maior potencial para a retenção das espécies de *Lauraceae*, em todas as categorias de ameaça (Tabela 3).

TABELA 3 - DESEMPENHO DAS REGRAS DE REMOÇÃO PARA RETENÇÃO DA PROPORÇÃO MÉDIA DE TODAS AS ESPÉCIES

Core-Area										
Ano	2050					2070				
Peso	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Baixas Emissões	30,94%	52,46%	50,30%	77,11%	59,80%	31,10%	51,95%	50,20%	77,19%	59,71%
Altas Emissões	31,27%	53,56%	51,65%	77,61%	60,99%	30,81%	52,15%	50,68%	77,84%	59,75%

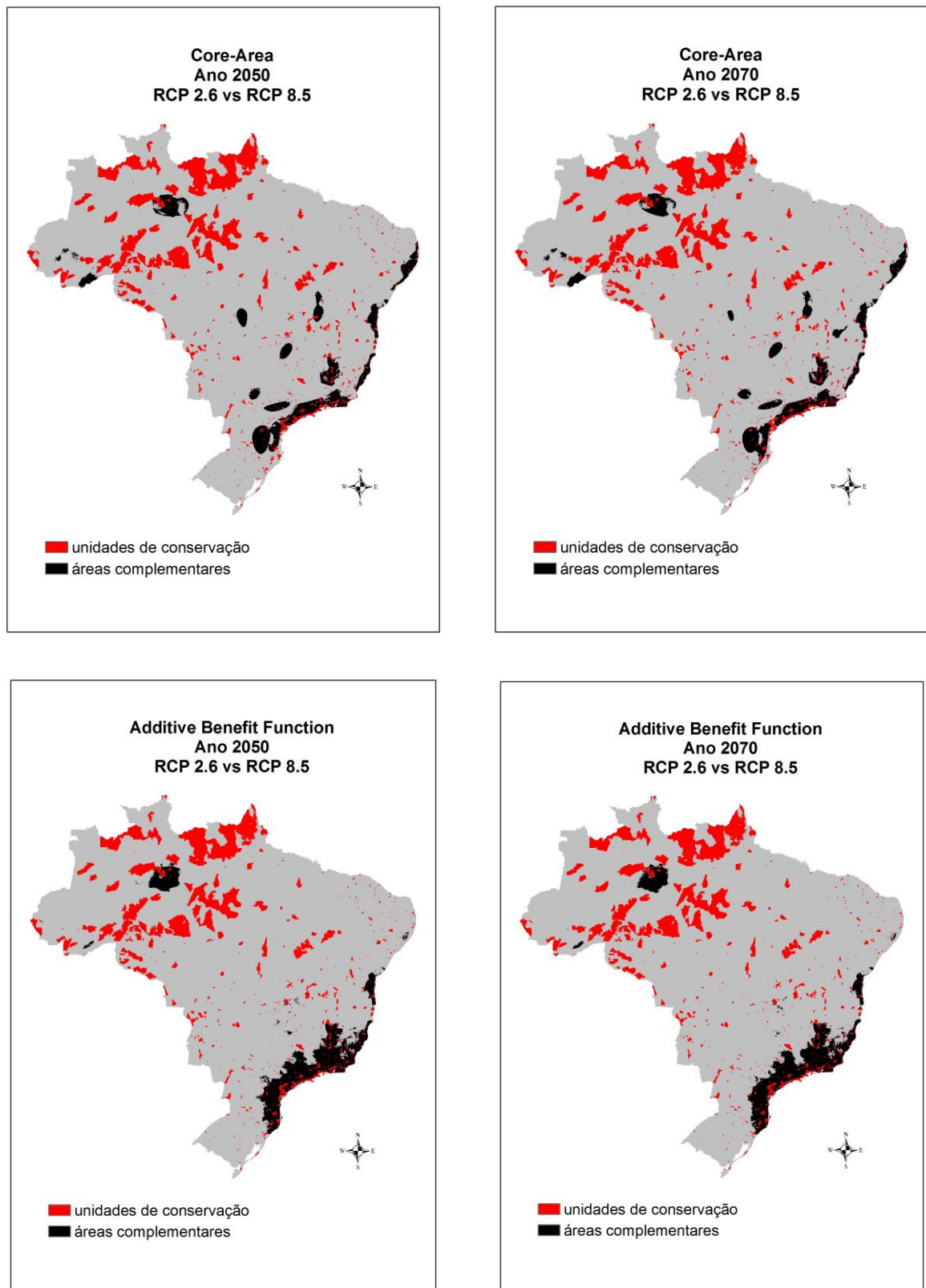
Additive Benefit Function										
Ano	2050					2070				
Peso	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Baixas Emissões	35,40%	65,63%	56,45%	81,36%	70,47%	35,24%	65,32%	56,80%	81,12%	71,26%
Altas Emissões	35,11%	65,48%	57,36%	81,69%	70,99%	34,05%	64,34%	56,76%	80,90%	70,17%

Obs.: Pesos atribuídos para as espécies de acordo com o seu estado de conservação: (1) espécie comum; (2) espécie endêmica; (3) espécie quase ameaçada; (4) espécie vulnerável; (5) espécie em perigo

Investir em planos de conservação baseados apenas em modelos de distribuição futuras pode ser problemático, uma vez que não há garantia de que as espécies de fato mudam o seu alcance geográfico para os locais previstos (LEMES; LOYOLA, 2012). Nesse sentido, optou-se pela solução apresentada na Figura 6, que mostra a proporção de áreas complementares indicadas pelos métodos de remoção Core-Area e ABF, a partir das sobreposições das células entre os diferentes cenários de emissão previstos para 2050 e 2070.

Dentro das metas de conservação de 17% do território, previstas pela CDB, as estimativas previstas para ambos os cenários de emissão atmosférica, considerando os períodos de 2050 e 2070, as soluções ABF revelam que as atuais reservas ocupariam uma média de 67,35% de áreas destinadas para conservação com um acréscimo médio de 32,65% de áreas complementares, enquanto as soluções fornecidas por Core-Area mostram que as atuais reservas representariam 69,48%, acrescentando uma média 30,52% de complementaridade.

FIGURA 6 – PROPORÇÃO DE ÁREAS COMPLEMENTARES INDICADAS PARA PRIORIZAÇÃO DE CONSERVAÇÃO DA FAMÍLIA LAURACEAE



4 DISCUSSÃO

Métodos variados podem ser utilizados para projetar as distribuições potenciais das espécies, no entanto a escassez de registros de ocorrências é um fator limitante para a modelagem, e a situação é ainda mais crítica em regiões de alta diversidade biológica, e que, ao mesmo tempo, possuem pouca tradição em pesquisa (DINIZ-FILHO et. al., 2009).

A disponibilidade de registros de ocorrência em números suficientes é essencial para reduzir os erros de adequabilidade que cercam os modelos de distribuição potencial, e a validação de apenas 16% de todos os dados compilados, correspondendo a 43% de todas as espécies nativas de *Lauraceae* conhecidas no Brasil, aponta para a necessidade de um esforço maior para estudos taxonômicos e florísticos deste grupo.

O fato de utilizar apenas as espécies com mais do que 10 registros pode ter levado a exclusão de espécies importantes, porém mal amostradas, ou ainda de espécies altamente endêmicas (MORITZ; AGUDO, 2013), subestimando sistematicamente determinadas regiões importantes (PLATTS et al., 2014).

De uma forma geral, os resultados indicam que as mudanças climáticas não levarão a uma redução na distribuição das espécies de *Lauraceae*, como seria esperado para as espécies vegetais de uma forma geral (COLOMBO, 2007). No entanto, dentro de um cenário de aquecimento global, existem evidências de alterações em relação a composição das comunidades, onde se observa um aumento na dominância de grupos generalistas e redução dos grupos especialistas, espécies raras e espécies com distribuições mais setentrionais (MORITZ; AGUDO, 2013). Os esforços para conservação das espécies desta família deverão ser direcionados, portanto, no sentido de reter o maior número de espécies possível, ou seja, favorecer a proteção e a manutenção da diversidade beta entre os habitats e consequentemente a diversidade e a heterogeneidade ambiental (RICKLEFS, 2011).

Soluções de priorização baseadas em regras de remoção podem apresentar diferenças significativas quantos aos métodos mais adequados para as metas de planejamento de conservação. A função Core-Area é mais apropriada quando há um conjunto definido de todas as espécies a serem protegidas, onde as soluções priorizarão os locais com maior probabilidade de ocorrência para cada espécie, e menor sobreposição entre elas (MOILANEN et. al., 2012). Já a função Additive

Benefit Function pode ser mais adequada quando se pretende conservar a maior proporção média de todas as espécies, e favorecer áreas com maior riqueza, gerando paisagens com ocorrências simultâneas em densidades relativamente baixas, e com alta sobreposição entre as espécies (MOILANEN et. al., 2012).

A atribuição de pesos também influencia na retenção das espécies durante a remoção de células. Assim, a proporção da retenção das espécies de alto peso é relativamente mais alta, e, portanto, espécies endêmicas e mais vulneráveis têm inicialmente uma fração maior de seus intervalos protegidos em comparação com espécies de grande alcance (MOILANEN et. al., 2012).

Considerando a presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção como fatores importantes a serem considerados no planejamento de conservação, as soluções de priorização com base nas regras de remoção *Additive Benefit Function* parecem ser mais indicadas para as metas de planejamento deste grupo, pois consegue reter uma fração maior da riqueza total, incluindo as espécies mais vulneráveis.

Entretanto, a proporção de células necessárias para complementar as atuais unidades de conservação, geradas por ABF exigem uma proporção maior de complementaridade do que as soluções de Core-Area. Essa premissa pode ser decisiva para tomadas de decisão em planos de conservação, pois a complementaridade envolve custos financeiros e socioeconômicos que devem ser contabilizados durante o processo de criação de reservas.

Neste contexto, as soluções de Core-Area são, portanto, mais pertinentes neste caso, ainda que ocorra uma retenção menor das espécies mais vulneráveis, apresentando vias mais favoráveis para solucionar o problema dos conflitos que cercam a questão da conservação da biodiversidade.

Os resultados mostram também que as atuais unidades de conservação de proteção integral, por si só, não conseguem atingir as metas de 17% conservação proposta pela Convenção sobre a Diversidade Biológica para proteger as espécies de *Lauraceae*, e, mantendo a proporção atual, serão incapazes de cumprir o seu papel em cenários de mudanças climáticas.

Neste trabalho, ficou evidente a alta contribuição das áreas complementares às reservas atuais em cenários futuros, apontando para a necessidade de se adotar métodos baseados nesta concepção para promover maior sobrevivência e adaptação das espécies em relação às mudanças climáticas globais.

5 CONCLUSÃO

Foi adotada uma abordagem conservacionista para avaliar as alterações nas distribuições das espécies de *Lauraceae* em função das mudanças climáticas, demonstrando algumas metodologias utilizadas para o planejamento e priorização de áreas para conservação da biodiversidade.

Os dados analisados neste estudo representam uma unidade amostral de uma família de espécies arbóreas com grande valor ecológico-econômico no Brasil, cuja capacidade de dispersão e adaptação ambiental são muito variáveis, o que exige maior atenção no planejamento de conservação das espécies desta família.

Modelos preditivos de distribuição potencial requerem a inclusão de dados que caracterizem o nicho ecológico das espécies, reduzindo assim as incertezas nas predições necessárias para lidar com as alterações climáticas. As técnicas utilizadas na modelagem de nicho, associando os registros de ocorrência das espécies a modelos de cenários de mudanças climáticas e ao desenvolvimento de algoritmos computadorizados, tornaram possível a construção de mapas de riqueza de espécies da *Lauraceae* e a indicação de áreas prioritárias para a conservação baseada nos princípios de complementaridade.

Ao mostrar um esquema de planejamento sistemático, considerando ações de gestão voltadas para atingir a meta de 17% de conservação, constatou-se que a rede de unidades de conservação atuais são insuficientes para proteger as espécies de *Lauraceae*, e que é necessário medidas para aumentar a capacidade destas reservas na proteção e conservação da biodiversidade. Neste sentido, a expansão das atuais áreas protegidas e o estabelecimento de novas áreas climaticamente mais adequadas será necessária para permitir a persistência das espécies em um ambiente influenciado pelas alterações climáticas.

Contudo, os recursos escassos direcionados para a proteção da biodiversidade requer estratégias mais flexíveis e inovadoras, para que os tomadores de decisão possam ter subsídios para solucionar os conflitos socioeconômicos e atender as demandas ambientais e conservacionistas. Assim, a integração de áreas complementares aos sistemas de reservas já existentes poderia facilitar o processo de planejamento, proporcionando soluções de menores custos para atingir as metas de conservação.

REFERÊNCIAS

- ANACLETO, T. C. S.; OLIVEIRA, G. Métodos para indicação de áreas para conservação: uma análise a partir da modelagem de nicho de tatus, no Estado de Mato Grosso. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 15, n. 51, Set/2014.
- BAITELLO, J.B. **A importância das *Lauraceae* na Mata Atlântica brasileira**. Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/pesquisaambiental/pesquisas/a-importancia-das-lauraceae-na-mata-atlantica-brasileira/>. Acesso em 15 set 2013.
- BARROSO, G. M.; GUIMARÃES, E. F.; ICHASO, C. L. F.; COSTA, C. G.; PEIXOTO, A.L. **Sistemática de angiospermas do Brasil**. v.1, 2ed. Viçosa: UFV, 2002.
- BARVE, N.; BARVE, V.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LIRA-NORIEGA, J.; MAHER, S. P.; PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; VILLALOBOS, F. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological Modelling**, 222 (2011) 1810–1819.
- BORIA, R.A.; OLSON, L.E. GOODMAN, S.M.; ANDERSON, R.A. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. **Ecological Modeling**, 275, 73–77, 2014.
- BUCKERIDGE, M. S. Mudanças climáticas, biodiversidade e sociedade: como a teoria de redes pode ajudar a compreender o presente e planejar o futuro? **Revista Multiciência**, Campinas, n. 8, maio 2007.
- CDB. Conservation on Biological Diversity. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. **Aichi Biodiversity Targets**. Disponível em: <https://www.cbd.int/sp/targets/default.shtml>. Acesso em 18 out 2015.
- CHAPMAN, A. D.; MUÑOZ, M. E. S.; KOCH, I. Environmental information: placing environmental phenomena in an ecological and environmental context. **Biodiversity Informatics**, 2: 24-41. 2005.
- CHEN TAO, Z.F. Pharmaceutical research on *Cassytha filiformis*.L. **Strait Pharmaceutical Journal**, 2011-05. Disponível em: http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTOTAL-HAIX201105013.htm. Acesso em 10 set 2015.
- COLOMBO, A. F. **Consequências potenciais das mudanças climáticas globais para espécies arbóreas da Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2007.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. et. al. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação do Cerrado. **Oecol. Bras.**, 13(3): 470-497, 2009.
- ELITH, J. et. al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, 29: 129/151, 2006.

ELTON, C. S. **Animal ecology**. New York: Macmillan Co., 1927.

GATTI, A. **Modelos de nicho, mudanças climáticas e a vulnerabilidade do clado *Perissodactyla* ao longo do tempo**. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2013.

GENTRY, A. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 69, p. 557-593, 1988.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, 63(3): 733-749. 2012.

GRINELL, J. The niche-relationships of the California Thrasher. **The Auk**, 34 : 427-433, 1917.

HIJMANS, R.J. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. **Ecology**, 93, 679-688, 2012.

HIJMANS, R. J.; PHILLIPS, S.; LEATHWICK, J.; ELITH, J. Package ‘dismo’. **Species distribution modeling**. R package version 0.8-11. (2012). Disponível em: <https://cran.r-project.org/>. Acesso em 05 set 2015.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, 22 : 415-442, 1957.

IPCC. (2013). Summary for policymakers. In: **Climate Change 2013: the physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

_____. (2014). Summary for policymakers. In: **Climate Change 2014: Impacts, adaptation and vulnerability**. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32.

KROPF, M. S.; QUINET, A.; ANDREATA, R. H. P. Lista anotada, distribuição e conservação das espécies de *Lauraceae* das restingas fluminenses, Brasil. **Pesquisas, Botânica** n. 57: 161-180. São Leopoldo, Instituto Anchietano de Pesquisas, 2006.

LACERDA, P. O. **Modelagem da distribuição geográfica atual e futura de *Guerlinguetus* (Rodentia, Sciuridae) no Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2013.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. **PLoS ONE**, 8(1): e54323, 2013.

MAGALHÃES, M. R. **Avaliação do impacto das mudanças climáticas na distribuição geográfica e na produtividade sustentável de *Hancornia speciosa* Gomes (Apocynaceae) – mangaba nos municípios brasileiros.** Dissertação (Mestrado em Sociedade, Tecnologia e Meio Ambiente) – Centro Universitário de Anápolis – UniEvangélica. Anápolis, 2013.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, 11 may 2000.

MARQUES, C. A. Importância econômica da família *Lauraceae* Lindl. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n.1, p.195 - 206, jan./dez. 2001.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil.** Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.

MOILANEN, A.; MELLER, L.; LEPPÄNEN, J.; POULZOUS, F. M.; ARPONEN, A.; KUJALA, H. **Zonation: spacial conservation planning framework and software.** Version 3.1. Helsinki: University of Helsinki, 2012.

MORITZ, C.; AGUDO, R. The future of species under climate change: resilience or decline? **Science**, 341, 504–508, 2013.

OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E.D., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., *et al.* Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. **Bio-Science**, 51, 933–938, 2001)

PAGLIA, A. P.; REZENDE, D. T.; KOCH, I.; KORTZ, A. R.; DONATTI, C. Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. **Natureza & Conservação**, 10(2): 231-234, December 2012.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; PEARSON, R. G.; ANDERSON, R. P.; MARTINEZ-MEYER, E.; NAKAMURA, M.; ARAUJO, M. B. **Ecological niches And geographic distributions.** Oxford: Princeton University Press, 2011.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, 190, 231–259, 2006.

PINTO, M. P.; BINI, L. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Análise quantitativa da influência de um novo paradigma ecológico: autocorrelação espacial. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**. Maringá, v. 25, n. 1, p. 137-143, 2003.

PLATTS, P. J.; GARCIA, R. A.; HOF, C.; FODEN, W.; HANSEN, L. A.; RAHBEK, C.; BURGESS, N. D.; FITZPATRICK, M. Conservation implications of omitting narrow-ranging taxa from species distribution models, now and in the future. **Diversity and Distributions**, 20, 1–14, 2014.

PULLIAM, H. R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters**, (3): 349-361, 2000.

QUINET, A. Sinopse taxonômica da família *Lauraceae* no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta bot. bras.** 19(3): 563-572. 2005.

QUINET, A.; BAITELLO, J. B.; MORAES, P. L. R. DE; ASSIS, L.; ALVES, F. M. *Lauraceae*. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB143>. Acesso em 13 out 2015.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2011.

SANTOS, A. M. M. **Flora do Centro de Endemismo Pernambuco: biogeografia e conservação**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2006.

SOBERÓN, J. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. **Ecography**, 33: 159-167. 2010.

SOBERON, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, 2, 2005, pp. 1-10.

TSAI, T.H.; WANG, G. J.; LIN, L. C. Vasorelaxing Alkaloids and Flavonoids from *Cassytha filiformis*. **J. Nat. Prod.**, 71, 289–291, 2008.

VITAL, M. V. C. **Conservação filogenética de nicho e conservação da biodiversidade de *Partamona* (Apidae, Meliponini) em um panorama de mudanças climáticas globais**. Tese (Doutorado em Entomologia) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2009.

WIENS, J. A.; STRALBERG, D.; JONGSOMJIT, D.; HOWELL, C. A.; SNYDER, M. A. Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. **PNAS**, November 17, 2009, vol. 106, suppl. 2, p. 19729–19736.

ANEXO 1 – ESPÉCIES DE LAURACEAE COM REGISTROS VÁLIDOS

Espécie	(n)	Classificação de ameaça
<i>Aiouea acarodomatifera</i>	18	Endêmica
<i>Aiouea piauhyensis</i>	18	Endêmica
<i>Aiouea saligna</i>	114	Endêmica
<i>Aiouea trinervis</i>	96	Não ameaçada
<i>Aniba affinis</i>	17	Não ameaçada
<i>Aniba burchellii</i>	20	Endêmica
<i>Aniba canelilla</i>	40	Endêmica
<i>Aniba citrifolia</i>	19	Não ameaçada
<i>Aniba desertorum</i>	29	Não ameaçada
<i>Aniba firmula</i>	161	Endêmica
<i>Aniba guianensis</i>	25	Não ameaçada
<i>Aniba heringeri</i>	50	Endêmica
<i>Aniba hostmanniana</i>	23	Não ameaçada
<i>Aniba intermedia</i>	32	Quase ameaçada
<i>Aniba panurensis</i>	46	Não ameaçada
<i>Aniba parviflora</i>	16	Endêmica
<i>Aniba rosaeodora</i>	15	Em perigo
<i>Aniba viridis</i>	20	Endêmica
<i>Aniba williamsii</i>	29	Não ameaçada
<i>Beilschmiedia emarginata</i>	21	Endêmica
<i>Beilschmiedia linharensis</i>	13	Quase ameaçada
<i>Beilschmiedia taubertiana</i>	16	Endêmica
<i>Cinnamomum amoenum</i>	68	Não ameaçada
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	27	Endêmica
<i>Cinnamomum haussknechtii</i>	20	Endêmica
<i>Cinnamomum quadrangulum</i>	14	Vulnerável
<i>Cinnamomum sellowianum</i>	51	Endêmica
<i>Cinnamomum stenophyllum</i>	12	Endêmica
<i>Cinnamomum tomentulosum</i>	12	Quase ameaçada
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	65	Não ameaçada
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	171	Não ameaçada
<i>Cryptocarya citrifolia</i>	10	Endêmica
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	71	Endêmica
<i>Cryptocarya micrantha</i>	29	Endêmica
<i>Cryptocarya moschata</i>	112	Endêmica
<i>Cryptocarya riedeliana</i>	23	Endêmica
<i>Cryptocarya saligna</i>	53	Endêmica
<i>Endlicheria anomala</i>	45	Não ameaçada
<i>Endlicheria arenosa</i>	12	Não ameaçada
<i>Endlicheria formosa</i>	18	Não ameaçada
<i>Endlicheria glomerata</i>	25	Endêmica
<i>Endlicheria krukovii</i>	11	Endêmica
<i>Endlicheria levelii</i>	13	Não ameaçada

<i>Endlicheria lhotzkyi</i>	18	Endêmica
<i>Endlicheria longicaudata</i>	12	Endêmica
<i>Endlicheria macrophylla</i>	19	Não ameaçada
<i>Endlicheria paniculata</i>	566	Não ameaçada
<i>Endlicheria pyriformis</i>	23	Não ameaçada
<i>Endlicheria sprucei</i>	11	Não ameaçada
<i>Endlicheria szyszyłowiczii</i>	11	Não ameaçada
<i>Licaria armeniaca</i>	92	Não ameaçada
<i>Licaria bahiana</i>	47	Endêmica
<i>Licaria chrysophylla</i>	14	Não ameaçada
<i>Licaria crassifolia</i>	19	Não ameaçada
<i>Licaria guianensis</i>	27	Não ameaçada
<i>Mezilaurus crassiramea</i>	38	Quase ameaçada
<i>Mezilaurus itauba</i>	40	Vulnerável
<i>Nectandra amazonum</i>	68	Não ameaçada
<i>Nectandra angustifolia</i>	33	Não ameaçada
<i>Nectandra barbellata</i>	16	Vulnerável
<i>Nectandra cissiflora</i>	94	Não ameaçada
<i>Nectandra cuspidata</i>	203	Não ameaçada
<i>Nectandra gardneri</i>	23	Endêmica
<i>Nectandra grandiflora</i>	223	Endêmica
<i>Nectandra hihua</i>	70	Não ameaçada
<i>Nectandra lanceolata</i>	279	Endêmica
<i>Nectandra leucantha</i>	52	Endêmica
<i>Nectandra megapotamica</i>	439	Não ameaçada
<i>Nectandra membranacea</i>	206	Não ameaçada
<i>Nectandra nitidula</i>	113	Endêmica
<i>Nectandra oppositifolia</i>	342	Não ameaçada
<i>Nectandra psammophila</i>	39	Endêmica
<i>Nectandra puberula</i>	105	Endêmica
<i>Nectandra pulverulenta</i>	24	Não ameaçada
<i>Nectandra purpurea</i>	11	Não ameaçada
<i>Nectandra reticulata</i>	74	Não ameaçada
<i>Ocotea aciphylla</i>	184	Quase ameaçada
<i>Ocotea acutifolia</i>	39	Não ameaçada
<i>Ocotea amazonica</i>	27	Não ameaçada
<i>Ocotea aniboides</i>	11	Endêmica
<i>Ocotea arenicola</i>	14	Endêmica
<i>Ocotea argyrophylla</i>	11	Não ameaçada
<i>Ocotea bicolor</i>	105	Não ameaçada
<i>Ocotea boissieriana</i>	13	Não ameaçada
<i>Ocotea brachybotrya</i>	74	Endêmica
<i>Ocotea camphoromoea</i>	16	Não ameaçada
<i>Ocotea canaliculata</i>	95	Não ameaçada
<i>Ocotea catharinensis</i>	111	Vulnerável
<i>Ocotea cernua</i>	99	Não ameaçada

<i>Ocotea complicata</i>	24	Endêmica
<i>Ocotea corymbosa</i>	291	Não ameaçada
<i>Ocotea cujumary</i>	51	Não ameaçada
<i>Ocotea curucutuensis</i>	10	Quase ameaçada
<i>Ocotea cymbarum</i>	12	Quase ameaçada
<i>Ocotea daphnifolia</i>	73	Endêmica
<i>Ocotea deflexa</i>	12	Endêmica
<i>Ocotea densiflora</i>	20	Endêmica
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	251	Não ameaçada
<i>Ocotea dispersa</i>	84	Endêmica
<i>Ocotea divaricata</i>	62	Endêmica
<i>Ocotea duckei</i>	25	Endêmica
<i>Ocotea elegans</i>	161	Endêmica
<i>Ocotea esmeraldana</i>	11	Não ameaçada
<i>Ocotea fasciculata</i>	46	Não ameaçada
<i>Ocotea floribunda</i>	24	Não ameaçada
<i>Ocotea glauca</i>	54	Endêmica
<i>Ocotea glaziovii</i>	105	Endêmica
<i>Ocotea glomerata</i>	143	Não ameaçada
<i>Ocotea gracilis</i>	42	Não ameaçada
<i>Ocotea guianensis</i>	93	Não ameaçada
<i>Ocotea indecora</i>	176	Endêmica
<i>Ocotea insignis</i>	12	Não ameaçada
<i>Ocotea lanata</i>	43	Endêmica
<i>Ocotea lancifolia</i>	209	Não ameaçada
<i>Ocotea langsdorffii</i>	16	Quase ameaçada
<i>Ocotea laxa</i>	82	Endêmica
<i>Ocotea leucoxylon</i>	28	Não ameaçada
<i>Ocotea lobbii</i>	49	Endêmica
<i>Ocotea longifolia</i>	208	Não ameaçada
<i>Ocotea mandioccana</i>	25	Endêmica
<i>Ocotea matogrossensis</i>	19	Não ameaçada
<i>Ocotea minarum</i>	124	Endêmica
<i>Ocotea myriantha</i>	13	Não ameaçada
<i>Ocotea nectandrifolia</i>	70	Endêmica
<i>Ocotea nigrescens</i>	12	Endêmica
<i>Ocotea nitida</i>	74	Endêmica
<i>Ocotea notata</i>	181	Endêmica
<i>Ocotea nunesiana</i>	26	Endêmica
<i>Ocotea nutans</i>	104	Endêmica
<i>Ocotea obliqua</i>	28	Endêmica
<i>Ocotea oblonga</i>	22	Não ameaçada
<i>Ocotea odorifera</i>	225	Em perigo
<i>Ocotea oppositifolia</i>	31	Endêmica
<i>Ocotea paranapiacabensis</i>	14	Endêmica
<i>Ocotea pauciflora</i>	21	Não ameaçada

<i>Ocotea percoriacea</i>	58	Endêmica
<i>Ocotea percurrens</i>	15	Não ameaçada
<i>Ocotea pomaderroides</i>	54	Endêmica
<i>Ocotea porosa</i>	150	Em perigo
<i>Ocotea prolifera</i>	23	Endêmica
<i>Ocotea puberula</i>	433	Quase ameaçada
<i>Ocotea pulchella</i>	457	Não ameaçada
<i>Ocotea pulchra</i>	48	Endêmica
<i>Ocotea sassafras</i>	10	Endêmica
<i>Ocotea scabrella</i>	13	Não ameaçada
<i>Ocotea silvestris</i>	120	Endêmica
<i>Ocotea spectabilis</i>	28	Endêmica
<i>Ocotea spixiana</i>	80	Endêmica
<i>Ocotea splendens</i>	21	Não ameaçada
<i>Ocotea sprucei</i>	21	Não ameaçada
<i>Ocotea tabacifolia</i>	22	Em perigo
<i>Ocotea teleiandra</i>	152	Endêmica
<i>Ocotea tenuiflora</i>	20	Endêmica
<i>Ocotea tristis</i>	142	Endêmica
<i>Ocotea vaccinioides</i>	31	Endêmica
<i>Ocotea velloziana</i>	173	Endêmica
<i>Ocotea velutina</i>	114	Endêmica
<i>Ocotea venulosa</i>	21	Endêmica
<i>Ocotea xanthocalyx</i>	13	Endêmica
<i>Paraia bracteata</i>	11	Endêmica
<i>Persea alba</i>	41	Endêmica
<i>Persea aurata</i>	14	Endêmica
<i>Persea fulva</i>	43	Endêmica
<i>Persea major</i>	76	Endêmica
<i>Persea rufotomentosa</i>	30	Quase ameaçada
<i>Persea splendens</i>	17	Endêmica
<i>Persea venosa</i>	97	Endêmica
<i>Persea willdenovii</i>	145	Endêmica
<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i>	28	Não ameaçada
<i>Rhodostemonodaphne capixabensis</i>	10	Em perigo
<i>Rhodostemonodaphne crenaticupula</i>	15	Não ameaçada
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i>	19	Não ameaçada
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	49	Endêmica
<i>Sextonia rubra</i>	20	Não ameaçada
<i>Systemonodaphne geminiflora</i>	27	Não ameaçada
<i>Urbanodendron bahiense</i>	14	Vulnerável
<i>Urbanodendron verrucosum</i>	39	Endêmica